

Detección de Cambios y Análisis de la Fragmentación de la  
Cobertura Forestal: un indicador de sostenibilidad Municipio  
Gondomar, Galicia, España

---

Forest cover change detection and fragmentation analysis: an  
sustainability indicator Gondomar Municipality, Galicia, Spain

**Julian Gutiérrez**<sup>1</sup>

**Jaime Peón**<sup>2</sup>

Fecha de recepción: 28/11/2018

Fecha de aceptación: 22/11/2019

### Resumen

Se evalúan cambios en la superficie forestal así como su fragmentación, mediante procesamiento digital de imágenes satelitales, para el Municipio Gondomar, Galicia, España. Se obtuvieron los siguientes resultados, en el año 1990 la superficie boscosa era de 2.819,36 has, el año 2000 disminuyó a 2.461,02 has, en 2011 pasa a 2.390 has, representando un 36,76 %, 32,08 %, y 31,16 % respectivamente de la superficie del municipio. En cuanto a la fragmentación, se calcularon los siguientes índices: Número de Parches, para el año 1990 había 453 parches de bosque, el 2000 con 451, y 455 en 2011; Densidad de Parches: 6,07 para el año 1990, 6,04 el 2000, y 6,09 en el 2011; Índice del Parche Mayor, para el año 1990 representaba 23,65 %, para el 2000 14,12 %, y finalmente para el 2011 12,51 %; y Área Media de Parches, el año 1990 era de 6,22 has, 5,46 has el 2000, y 5,25 has el 2011. Al analizar los resultados se concluyó que la cobertura forestal no solamente disminuyó netamente del año 1990 al 2011, además sufrió un proceso de fragmentación, lo que implica que los beneficios del ecosistema bosque se ven disminuidos, así como los efectos negativos de su fragmentación se ven potenciados

**Palabras clave:** Bosques, Deforestación, Fragmentación, Imágenes satelitales, Sostenibilidad, Galicia España.

---

<sup>1</sup>Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado. Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales. Universidad de Los Andes. Vía Chorros de Milla, Mérida, Edo. Mérida, Venezuela.

<sup>2</sup>Departamento de Física Aplicada al Ambiente, Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Vigo. Vigo, Galicia, España.

### Abstract

Changes in the forest area are evaluated as well as their fragmentation, through digital processing of satellite images, for the Gondomar Municipality, Galicia, Spain. The following results were obtained: in 1990 the forest area was 2,819.36 hectares, in 2000 it decreased to 2,461.02 hectares, in 2011 it decreased to 2,390 hectares, representing 36.76%, 32.08%, and 31.16% respectively of the surface of the municipality. As for the fragmentation, the following indices were calculated: Number of Patches, for the year 1990 there were 453 patches of forest, 2000 with 451, and 455 in 2011; Patch Density: 6.07 for the year 1990, 6.04 the 2000, and 6.09 in the 2011; Index of the Major Patch, for the year 1990 it represented 23.65%, for the year 2000, 14,12%, and finally for the 2011, 12,51%; and the Average of Patches, the year 1990 was 6.22 hectares, 5.46 hectares in 2000, and 5.25 hectares in 2011. When analyzing the results, it was concluded that the forest cover not only decreased sharply from 1990 to 2011. In addition, it suffered a process of fragmentation, which implies that the benefits of the forest ecosystem are diminished, as well as the negative effects of its fragmentation are enhanced. **Keywords:** Forest, deforestation, fragmentation, satellite images, sustainability, Galicia Spain.

## Introducción

Son innegables los beneficios de los árboles para el sustento de la vida en la Tierra, las interacciones entre estos, el agua y la energía proveen la fundación para el almacenamiento de carbono, enfriamiento de la superficie terrestre, la biodiversidad, y la distribución de los recursos hídricos, lo que ayudaría a mitigar los efectos del cambio climático [Ellison et al., 2017]. Uno de los aspectos que garantiza un desarrollo sustentable es la preservación de los bosques, estos constituyen uno de los hábitat más importantes desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y por los servicios que ofrecen al hombre, leña para consumo local en comunidades rurales, regulación del recurso hídrico en cantidad y calidad, productos forestales no maderables, preservación de la biodiversidad, regulación del clima local y regional haciéndolo menos extremo, sumidero de carbono y generación de oxígeno, entre otros, y en resumen garantizan calidad de vida. Según FAO (2016) las causas de la deforestación pueden ser inmediatas (directas) o subyacentes (indirectas). Las causas inmediatas de la deforestación son las actividades humanas con repercusiones directas en la cubierta forestal, por ejemplo, la expansión agrícola, el crecimiento urbano, el desarrollo de infraestructuras y la minería. Las causas subyacentes de la deforestación están relacionadas con las interacciones a nivel macro de los factores de carácter demográfico, económico, tecnológico, social, cultural y político.

Según OSE (2007) la cantidad de carbono liberado por la pérdida de zonas forestales y los incendios podría llegar a superar al carbono fijado por la regeneración y el crecimiento de los bosques. Entre 1990 y 2000 la superficie forestal en España se había reducido un 6,75 % (1.534.542 ha), transformándose principalmente en zonas agrícolas y zonas artificiales. Los cambios de ocupación del suelo tienen un efecto negativo sobre el balance de los sumideros de carbono, sobre todo cuando los bosques son sustituidos por zonas artificiales, con una pérdida total de la capacidad del suelo para fijar carbono. Se estima que los ecosistemas terrestres en España han fijado alrededor de 86 Megatoneladas de CO<sub>2</sub> entre 1990 y 2000. Este segundo componente del efecto sumidero, puede llegar a tener más peso que el crecimiento de las masas forestales en el balance neto de carbono secuestrado por los ecosistemas terrestres, pues la capacidad de los bosques maduros para capturar carbono tiende a ralentizarse en el tiempo, OSE (2007). Debe destacarse también un dato muy positivo y es que la superficie forestal en España, para el 2016, ha aumentado un 33 % en 25 años, aunque por el contrario, en España el suelo urbano se ha triplicado, y la desertificación afecta ya al 37 % del territorio [Fundación Alternativas y ECOEMBRES, 2016].

Según Varma et al (2000) la sostenibilidad en el manejo del bosque y sus criterios e indicadores se derivan de los principios guía del manejo forestal sostenible, fomentando el mantenimiento de los diferentes valores forestales. Para una visión general de la FAO de tales iniciativas, Lanly (1995) muestra consenso en la caracterización del manejo forestal sustentable a través de 6 criterios: (1) extensión de los recursos forestales; (2) conservación de la diversidad biológica; (3) salud y vitalidad del bosque; (4) funciones productivas del bosque; (5) funciones protectoras del bosque; y (6) necesidades sociales y económicas relacionadas al bosque.

Otro aspecto que se analiza en este trabajo se refiere a la fragmentación del bosque, producto de los procesos de cambios de uso. La fragmentación forestal ocurre cuando una gran superficie de bosque continuo es dividida en pequeños bloques (parches) por carreteras, actividades agrícolas, urbanización, u otro desarrollo. Este proceso reduce las funciones del bosque como hábitat para muchas especies vegetales y animales, ya que incrementa la vulnerabilidad de las especies al transitar entre parches, aislamiento de las poblaciones, limitación de las migraciones de especies a través de las áreas deforestadas, debido al incremento del borde del hábitat a expensas del interior del mismo, a la reducción de su área total, asimismo, reduce la efectividad del bosque para desarrollar otras funciones, como la purificación del agua y aire. Se pueden revisar tales efectos en [Laurance y Bierregaard, 1997, Acosta, 2001, Fahrig, 2003, Goparaju et al., 2005, Alig et al., 2005, Bouroncle, 2008, Sosa, 2008, Villavicencio et al., 2012].

Igualmente, se pueden revisar los ejemplos de análisis de fragmentación siguientes: [Batistella et al., 2000, Riitters et al., 2002, Butler et al., 2004, Phillips y Navarrete, 2009, Viña y Estevez, 2013, Coronado, 2014, Galvan et al., 2015]. También, algunos autores proponen la creación de nuevos índices de fragmentación como [Hurd et al., 2002, Butler et al., 2004, Pfister, 2004], otros evalúan la sensibilidad de los mismos a diferentes factores como la escala [Pfister, 2004, Triviño et al., 2007].

Según Gibbs et al. (2007) la fuente más grande de emisiones de gases de efecto invernadero en la mayor parte de los países tropicales se debe a la deforestación y degradación de los bosques, se estima que la deforestación de bosques tropicales ha liberado alrededor de 1-2 billones de toneladas de carbón por año durante la década del 90, aproximadamente entre el 15-25 % de las emisiones anuales globales de gases de efecto invernadero. A su vez, Thompson et al. (2013) al diseñar una infraestructura operacional para definir y monitorear la degradación forestal, proponen una serie de criterios (5) e indicadores para tal fin, son: (1) Funciones productivas: Individuos en crecimiento, Productos Forestales No Maderables; (2) Biodiversidad: Estado del ecosistema, Fragmentación del Bosque, Abundancia de Especies; (3) Perturbaciones inusuales: Invasión de especies foráneas, Incendios; (4) Funciones protectoras: Erosión del suelo, Producción de agua; (5) Almacenamiento de carbono: Carbón almacenado, Especies arbóreas de maderas de densidad alta. Vemos entonces que el análisis de la fragmentación del bosque es un factor importante para conocer el nivel de la degradación del mismo.

Se justifica entonces evaluar los cambios en la cobertura forestal y su fragmentación, para conocer si una determinada región se está desarrollando de forma sostenible o no, ya que el aumento poblacional, aunado al aumento de la urbanización de territorios y la utilización de estos para agricultura, implica un aumento de la artificialización de la superficie terrestre, lo que lleva implícito una disminución de la cobertura forestal previamente existente. La Evaluación de la Sostenibilidad es una metodología que permite conocer si una determinada región o comunidad se está desarrollando de forma sustentable, entre los parámetros que evalúa para reflejar lo anterior están la superficie de bosques que una región contenga así como la superficie de tierras artificiales (urbano, agrícola, industrial, vías de comunicación).

El rápido proceso de deforestación de grandes superficies ha puesto al descubierto los riesgos de un desarrollo desbocado, no sustentable/sostenible en el tiempo, de allí que la preocupación de los científicos ambientales viene dada tanto por diagnosticar el problema, como por generar técnicas y métodos que permitan resolverlo. En relación a lo anterior,

se han desarrollado diferentes métodos para evaluar la sostenibilidad de las actividades del Hombre en la búsqueda de garantizarse bienes y servicios, bienestar, y en general una vida cómoda. El Método de la Huella Ecológica, Wackernagel et al. (1999), en Badii, (2008), es utilizado para conocer el nivel de sostenibilidad de las actividades desarrolladas por un individuo, empresa, comunidad, región o país. La huella ecológica se define como la cantidad de superficie necesaria para obtener los recursos (alimento, agua, superficie urbana, energía) y absorber las emisiones (dióxido de carbono y residuos en general), de toda la sociedad humana, y entre otros factores usan las superficies boscosas para evaluar la sostenibilidad [Moreno et al., 2005, Domenech, 2007, Carballo y García-Negro, 2008]. Entonces, de acuerdo a la metodología de la Huella Ecológica, ésta sería mayor (menor sostenibilidad) si las áreas urbanizadas y/o agrícolas aumentan a costa de las áreas de bosques, los cuales sirven para producir madera y papel, e igualmente para absorción de CO<sub>2</sub>.

La cantidad de información, físico-natural y socioeconómica, requerida para evaluar la sostenibilidad en un territorio es cuantiosa, así como su variación en el tiempo, de allí que el uso de sistemas geoinformáticos es esencial, estos contribuyen a la toma de decisiones y la definición de estrategias de manejo sostenible, como lo sugieren Varma et al. (2000). Una de las fuentes de información confiable para tales sistemas son las imágenes de percepción remota, de acuerdo a Rochon et al. (2003) la teledetección desde aviones o satélites tienen un enorme potencial para facilitar y monitorear la dinámica del manejo intergeneracional de los recursos naturales y construir la sostenibilidad ambiental.

La detección de cambios de uso y cobertura de la tierra, específicamente de la superficie forestal, es una técnica muy utilizada actualmente, el aprovechamiento de las imágenes de percepción remota a través de las técnicas de teledetección es un campo del conocimiento en el que la integración de las ciencias geomáticas y ambientales han permitido producir gran cantidad de información para los científicos ambientales, les ha permitido conocer la evolución de las áreas forestales en el mundo. Desde los años 90 se ha intensificado el uso de tales técnicas, mediante diferentes métodos de clasificación para conocer los cambios en la cobertura forestal [Michalak, 1993, Gutiérrez, 1999, Chuvieco, 2008, Guild et al., 2004, Helmer et al., 2008, Torahi y Rai, 2011, Gutiérrez et al., 2013, Pacheco et al., 2015, Kayiranga et al., 2016]

En este trabajo se desarrolló la detección de cambios y la fragmentación de la cobertura forestal en el Municipio Gondomar, Galicia, España, para el período correspondiente a los años 1990-2000-2011. Se exponen diferentes técnicas de procesamiento digital de imágenes satelitales para determinar los cambios en la cobertura forestal y su fragmentación, reflejando, parcialmente, si la población de un determinado territorio se desenvuelve

de forma sostenible o no. En este caso el análisis visual y el procesamiento digital de imágenes satelitales se utiliza como una herramienta de apoyo y generación de datos de insumo para la construcción posterior de un indicador de sostenibilidad.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El Municipio Gondomar pertenece a la Provincia de Pontevedra, Comunidad Autónoma de Galicia, abarcando una superficie de 7.670,40 has. Se encuentra situado entre los 08°41'00'' y 08°48'50'' longitud Oeste y entre los 42°03'23 y 42°10'00 latitud Norte. El municipio forma parte de la Región de las Rías Bajas situada en la zona suroccidental de Galicia (figuras 1). Se ubica al sur de la Provincia de Pontevedra, en la cuenca del “Val Miñor” formado por la confluencia de los ríos Zamans y diversos ríos de menor caudal como El Rasas o Morgadans. Pertenece en su práctica totalidad a una zona drenada por cursos fluviales que vierten sus aguas en la Ría de Vigo a través del Valle menor. Cuenta con una superficie de 74,8Km<sup>2</sup>. Limita al norte con los Municipios Nigrán y Vigo, al sur con el de Tomiño y Tuy, al este con el de Porriño, y al oeste con el de Baiona [Ayuntamiento Municipio Gondomar, 2006].

El accidente geográfico que mejor define este municipio es el amplio valle del río Menor delimitado en general por elevadas montañas que cercan en parte y que frecuentemente superan los 400 msnm. En Gondomar se registran algunas de las altitudes mayores de la zona costera suroccidental de Galicia, destacando el Cerro Gallinero, con sus 705 msnm. Las altitudes oscilan entre el nivel del mar, en la Marisma Ramallosa y el Cerro Gallinero. En el término municipal predominan las pendientes en torno al 5 y 10%, convergentes hacia la costa, aumentando en las zonas de monte donde llegan a superar el 30%.

El nivel de concientización acerca del importante papel que cumple la cubierta vegetal sobre la superficie terrestre ha tenido un punto de inflexión a raíz de las nefastas consecuencias que sobre el ambiente ocasionan procesos como la deforestación o los incendios. Los cambios sociales y económicos han afectado igualmente el uso que de estos espacios hace el hombre. En tiempos pasados los bosques y la “Matagueira” eran principalmente fuente de recursos para una sociedad tradicional que vivía en gran medida del medio rural, pasto para animales, cultivos de cereal, leña, etc. Actualmente, el bosque, se ve desde un punto de vista productivo y las plantaciones de especies de crecimiento rápido como el Pino o el Eucaliptus así lo testimonian. En el Plan Forestal de Galicia se afirma al respecto: “el bosque en las sociedades avanzadas está adquiriendo un valor creciente por su carácter de recurso escaso de alta calidad, y esto es así por la aportación en la mejora de la calidad de vida, la estabilidad de los ecosistemas generales

## Detección de cambios y fragmentación de cobertura forestal, Galicia, España

---

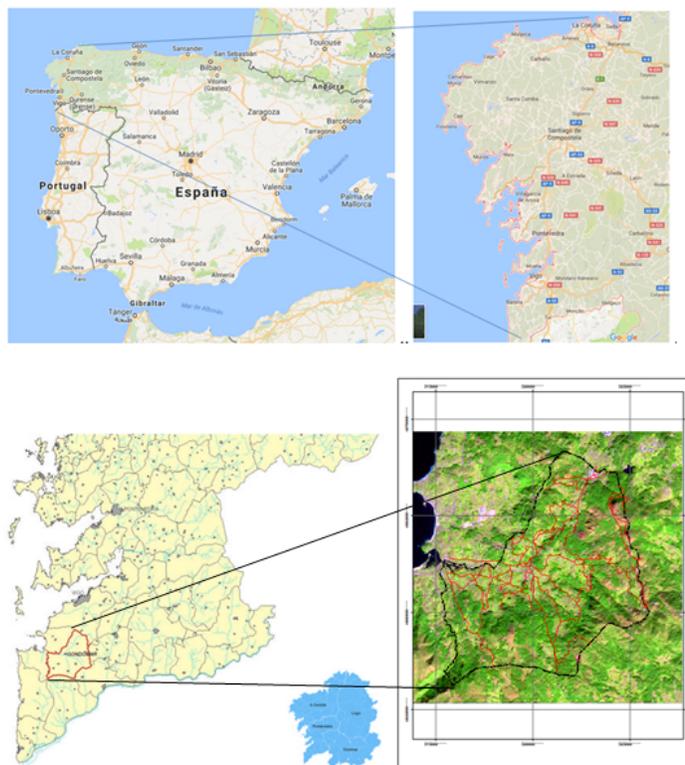


Figura 1: Ubicación relativa nacional de Galicia (Sup), y ubicación relativa regional Municipio Gondomar (Inf)

y la generación de actividades de ocio, como por la producción de materias prima renovables con posibilidad de alto valor agregado que requieren tecnologías punta en su transformación” [Ayuntamiento Municipio Gondomar, 2006].

Es preciso incluir la actividad humana como modeladora y causante principal de procesos que transforman la superficie terrestre. Se trata de actuaciones que en algunos casos favorecen la edafogénesis (replantaciones forestales, construcción de terrazas, por ejemplo) y en otro motivan la morfogénesis (talas o incendios forestales, creación de zonas sin vegetación). Igualmente, los proyectos de desarrollo implican la transformación del paisaje, en Gondomar las **infraestructuras viales** generaron un conjunto de transformaciones en la superficie terrestre, como la corrección de pendientes, la modificación del relieve, excavaciones. Igualmente, el crecimiento urbanístico desordenado genero la invasión de tierras de potencial agrícola y forestal por parte de viviendas y talleres [Ayuntamiento Municipio Gondomar, 2006]. Como consecuencia de

lo anterior se pudieron incrementar los procesos de erosión y destruir suelos de potencial agrícola; debido a los cambios en la cobertura forestal y su fragmentación, ocasionada por la construcción de redes viales, como lo exponen Martin et al (2008).

## Materiales

En este estudio se utilizaron las imágenes Landsat TM +, LT42040311990356XXX07 del 22/12/1990 (Línea base), LE72040312000320AGS00 del 15/11/2000 (año 1), y LT52040312011310MPS01 del 06/11/2011 (año 2), adquiridas desde la página del USGS-Glovis, de las mismas se extrajeron mediante técnicas digitales las subimágenes que abarca la zona en estudio. Se utilizaron los programas privativos Idrisi, para el procesamiento digital de las imágenes y el cálculo de estadísticas de cambio de cobertura forestal, y el programa FRAGSTATS, para el análisis de fragmentación del bosque. Teniendo en cuenta que las imágenes utilizadas son Landsat, con un pixel de 30m, nos permite documentar una escala de trabajo de 1:25.000.

## Métodos

Para conocer las características y estadísticas, en cuanto a superficie, de las coberturas forestales afectadas entran en juego las técnicas de teledetección, interesa en este estudio conocer los cambios de las superficies forestales durante el periodo comprendido entre los años 1990, 2000 y 2011. Además, paralelo a conocer los cambios en superficie de los bosques, especialmente su disminución, interesa también conocer el aspecto fragmentación de tales superficies boscosas, debido a que tal cambio afecta enormemente el aspecto biodiversidad y resiliencia de tales ecosistemas [FAO, 2007, Villavicencio et al., 2012].

En esta investigación se aplicó el algoritmo de Máxima Probabilidad (MAXLIKE), con tres iteraciones, el cual consiste en la clasificación de imágenes de satélite, a partir de la información contenida en una serie de archivos de firmas espectrales construidos mediante los sitios de entrenamiento [Chuvieco, 2008]. Según Lillesand et al. (2004) una clasificación no está completa hasta que se evalúe su exactitud, esta consiste en diseñar una matriz de errores (también llamada matriz de confusión o tabla de contingencia), la matriz de errores compara en la base de “categoría por categoría” la relación entre la data conocida, es decir, la “verdad terreno”, y el correspondiente resultado de la clasificación automatizada. Tales matrices son cuadradas, con el número de filas y columnas igual al número de categorías cuya exactitud de clasificación está siendo evaluada. De la matriz de errores se pueden estudiar los errores de omisión (exclusión), los errores de comisión (inclusión), exactitud del productor, exactitud del usuario, y exactitud general.

El **Índice Kappa** es un índice empleado para determinar la exactitud de las clasificaciones

automatizadas; mide la diferencia entre el acuerdo mapa-realidad observado, y el que cabría esperar simplemente al azar, en definitiva intenta delimitar el grado de ajuste debido solo a la exactitud de la clasificación, prescindiendo del causado por factores aleatorios [Chuvieco, 2008]. Es uno de los más completos en la determinación de la certidumbre, general y por clase, ya que considera los valores de la diagonal y los que se encuentran fuera de ésta (errores de omisión y de comisión). Si hacemos la clasificación al azar existe una posibilidad de asignación correcta de cobertura o uso a cada píxel; el índice tiene por finalidad remover esa probabilidad de asignación correcta de los píxeles del cálculo de exactitud en la clasificación. Se calcula de la siguiente forma:

$$K = \frac{((N * \sum X_{ii} - (\sum (X_i * X + i)))}{((N * N) - (\sum (X_i * (X + i)))} \quad (1)$$

Donde: N = total de píxeles seleccionados para el chequeo, y  $\sum X_{ii}$  = píxeles correctamente clasificados.

La Fragmentación de Bosques se define como “cualquier proceso que resulta en la conversión de un bosque inicialmente continuo en parches de bosque separados por tierras no forestales” [FAO, 2007]. En cuanto al análisis del proceso de fragmentación de los bosques, en este estudio se utiliza la definición de Bosque de UNFCC (2001): “superficie mínima de tierras de entre 0,05 y 1,0 hectáreas (ha) con una cubierta de copas (o una densidad de población equivalente) que excede del 10 al 30 % y con árboles que pueden alcanzar una altura mínima de entre 2 y 5 metros (m) a su madurez in situ. Un bosque puede consistir en formaciones forestales densas, donde los árboles de diversas alturas y el sotobosque cubren una proporción considerable del terreno, o bien en una masa boscosa clara. Se consideran bosques también las masas forestales naturales y todas las plantaciones jóvenes que aún no han alcanzado una densidad de copas de entre el 10 y el 30 % o una altura de los árboles de entre 2 y 5 m, así como las superficies que normalmente forman parte de la zona boscosa pero carecen temporalmente de población forestal a consecuencia de la intervención humana, por ejemplo de la explotación, o de causas naturales, pero que se espera vuelvan a convertirse en bosque”.

Se calcularon para cada año diferentes índices utilizando el programa FRAGSTATS [McGarigal y Marks, 2015], entre los cuales están: Áreas totales de Bosque (CA), Área Media de Parches (*Mean patch size, Area MN*), Numero de parches de bosque para cada año (*Number of Patches, NP*), Densidad de Parches (*Patch Density, PD*), y el Índice de Parche Mayor (*Largest Patch Index, LPI*). Se puede observar que el programa también genera las superficies de Bosque para cada año. En primera instancia se procedió a digitalizar las coberturas que definen el Municipio Gondomar, su límite municipal, la vialidad, etc.

Seguidamente se definieron los años a evaluar, para lo anterior se decidió incluir tres fechas, 1990, 2000 y 2011; es importante aclarar que la inclusión del año 2011 (y no el año 2010), se debió a que en la búsqueda de imágenes sin nubes, en el área de estudio, fue el año que cumplió con tal condición; además, se hizo énfasis en buscar imágenes de la misma estación, de manera que las condiciones vegetativas del bosque fueran similares, en este caso fueron imágenes del periodo de invierno. Una vez obtenidas las imágenes, se procedió a “cortar” digitalmente las subimágenes correspondientes, teniendo en cuenta el área del municipio. Al disponer de las subimágenes, se experimentó con la construcción del verdadero color y los falsos colores, lo anterior con el fin de identificar, mediante análisis visual, la combinación de bandas más adecuadas para contar con la mejor discriminación de los tipos de coberturas presentes en el sector, se hizo mejoramiento digital del contraste mediante la ecualización de los histogramas [Chuvieco, 2008], se preseleccionaron las combinaciones RGB 457 y 543 (falsos colores).

Una vez seleccionada la mejor combinación de bandas se procedió a confirmar la leyenda, esto es, confirmar los tipos de usos y coberturas presentes en las subimágenes del área de estudio, resultando definitivamente las siguientes clases: Bosque, Pasto, Cuerpos de Agua, Urbano/Arena, Roca/Suelo desnudo, apoyándonos para lo anterior en los histogramas y los diagramas de dispersión. De acuerdo a las características del área de estudio y al objetivo del trabajo se definieron 2 tipos de cobertura (categorías), 1) Bosque, y 2) “NoBosque”, esta segunda categoría incluye el resto de clases presentes: Pasto, Urbano/Arena, Roca/Suelo Desnudo, Cuerpos de agua. Es importante resaltar que en la combinación de bandas seleccionada la cobertura “Arena” y el uso “Urbano” presentan respuestas espectrales parecidas, por lo que se decidió fusionarlas en una clase. Lo anterior aplicó también para las coberturas Roca y Suelo desnudo. La categoría “Bosque” esta mayormente compuesta por las especies *Pinus Pinaster*, *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* [Ayuntamiento Municipio Gondomar, 2006]. Con las anteriores combinaciones de bandas se procedió a desarrollar las clasificaciones respectivas, tomando las muestras de entrenamiento respectivas de cada uso y cobertura, lo anterior se ejecutó con el clasificador de Máxima Probabilidad MAXLIKE [Lillesand et. al, 2004]. Para la aplicación del clasificador MAXLIKE, en la discriminación de las diferentes coberturas, se pudo comprobar un mejor resultado visual de la combinación FC543 al evaluar los histogramas, los diagramas de dispersión y las estadísticas de las características espectrales de las muestras de entrenamiento de cada tipo de cobertura. Se puede observar el verdadero color RGB123, los Falsos colores RGB543 y RGB457, para el año 2011, en la figura 2.

A continuación se creó una máscara booleana para delimitar solamente nuestra área de

interés. Por último, en lo que respecta a la generación de las clasificaciones (coberturas) de los diferentes años, se evaluó su exactitud, mediante la Matriz de Confusión. Se creó un archivo conformado por solo dos clases, a saber: “Bosque” y “NoBosque”, a partir del anterior archivo se extrajeron las superficies y estadísticas de cambio. Seguidamente se procedió a evaluar la calidad de las clasificaciones. Mediante el sistema, se hizo una selección de puntos de verificación con un Muestreo Aleatorio Sistemático no Alineado, se divide el área en matrices ortogonales de celdas y se elige una localización aleatoria dentro de cada matriz [Chuvienco, 2008]. Con este método se generó una matriz de puntos (160 pto) al azar repartidos uniformemente a través de la imagen, cantidad de muestras por categoría mayor al recomendado por los expertos [Chuvienco, 2008], a los cuales se les determina su ubicación geográfica; con esta información se elaboró la Matriz de Errores o Confusión, se calculó la Precisión global, y el Índice Kappa de certidumbre de la clasificación para cada año. Por último, para desarrollar el Análisis de Fragmentación, se utilizó igualmente el archivo de dos clases “Bosque” y “NoBosque”, para los diferentes años en estudio.



Figura 2: Composiciones a color para el año 2011, Verdadero color, Falso color 543, y Falso color 457, respectivamente.

### Resultados y discusión

Para conocer los datos de reflectancia que se consideran como cobertura Bosque, de acuerdo a las estadísticas de esta categoría para cada año, se constataron los siguientes valores de reflectancia (Nivel Digital, ND): Para el año 1990, Mínimo: 6 (Banda 1); Máximo: 29 (Banda2); Media más alta: 18,74 (Banda2). Para el año 2000: Mínimo: 13 (Banda 1); Máximo: 67 (Banda2); Media más alta: 46,08 (Banda2). Para el año 2011: Min: 8 (Banda 1); Max: 53 (Banda2); Media más alta: 30,69 (Banda2).

La exactitud de las clasificaciones desarrolladas (Figura 3) para cada año se evaluó

mediante la construcción de la Matriz de Confusión, utilizando para la “verdad terreno” la imagen en verdadero color de cada año, teniendo en cuenta los valores de reflectancia que corresponden a Bosque. A partir de las dos categorías, 1) Bosque, y 2) “NoBosque”, se contrastaron, para 1990, 2000 y 2011, los pixeles clasificados por el programa con los pixeles respectivos en la imagen en “Verdadero color”, construyendo con estos datos la matriz (Tablas 1, 2 y 3).

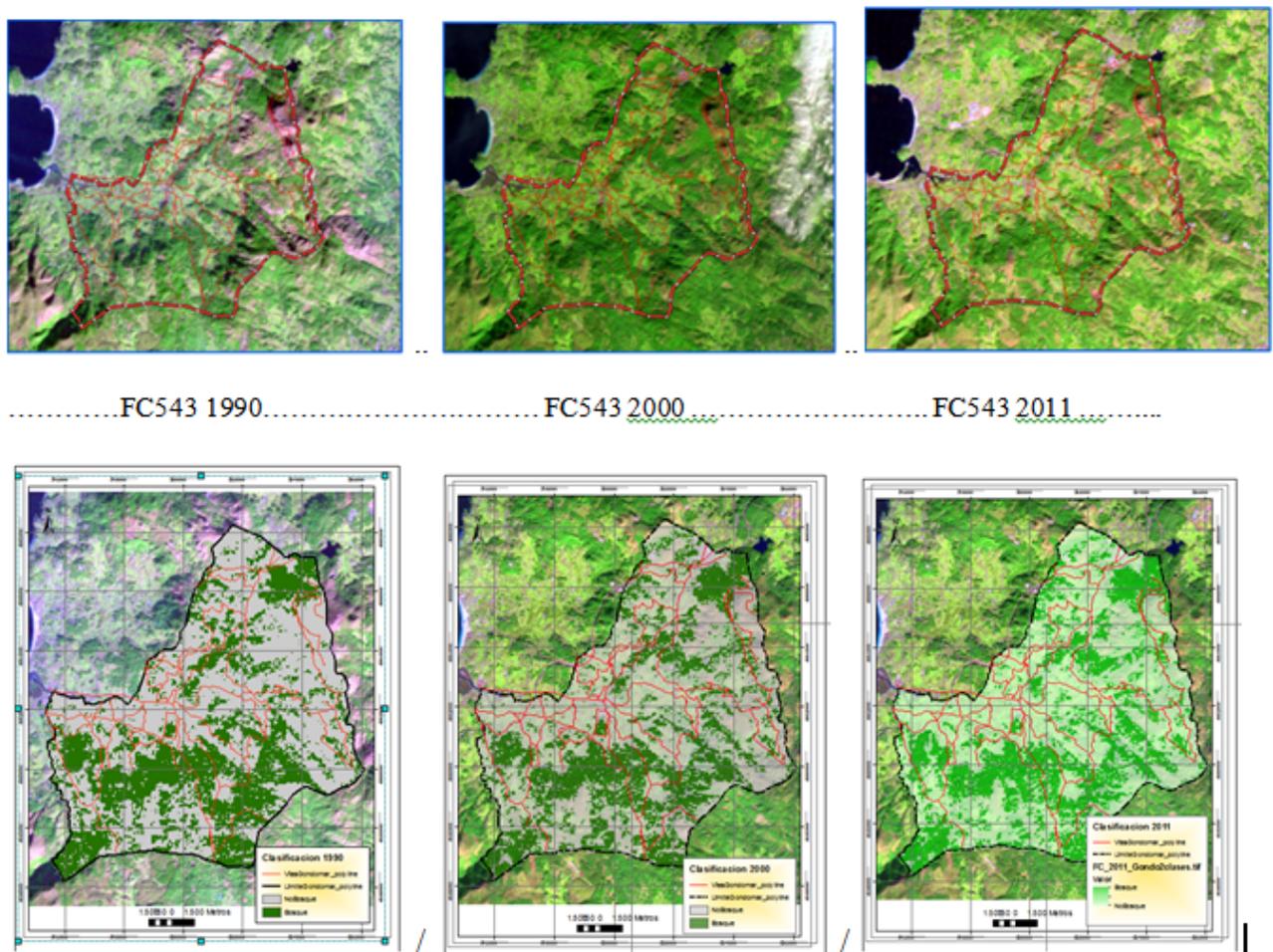


Figura 3: Imágenes en Falso color 543 y las clasificaciones respectivas para los años 1990, 2000 y 2011

## Detección de cambios y fragmentación de cobertura forestal, Galicia, España

---

Tabla 1: Matriz de confusión/errores de la Clasificación año 1.990

<b>Campo</b>	Bosque	No Bosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
<b>Bosque</b>	50	8	58	86,21	13,79
<b>NoBosque</b>	5	97	102	95,10	4,9
<b>Total</b>	55	105	147/160		
<b>Exactitud Prod</b>	90,90	92,38			
<b>Error omisión</b>	9,1	7,62			

Tabla 2: Matriz de confusión/errores de la Clasificación año 2000

<b>Campo</b>	Bosque	NoBosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
<b>Bosque</b>	52	6	58	89,66	13,34
<b>NoBosque</b>	3	99	102	97,06	2,94
<b>Total</b>	55	105	Total: 151/160		
<b>Exactitud Prod</b>	94,55	94,29			
<b>Error omisión</b>	5,45	5,71			

Tabla 3: Matriz de errores/confusión. Clasificación año 2011

<b>Campo</b>	Bosque	NoBosque	Total	Exactitud usuario	Error comisión
<b>Bosque</b>	50	7	57	87,71	12,29
<b>NoBosque</b>	4	93	97	95,87	4,13
<b>Total</b>	54	100	Total: 143/160		
<b>Exactitud Prod</b>	92,59	93,00			
<b>Error omisión</b>	7,41	7,00			

### **Análisis de la Matriz de Errores/Confusión año 1990**

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de

Observaciones) \* 100. Porcentaje correcto:  $(147 / 160) * 100 = 91.88\%$ . Exactitud de la clasificación: 91,9%.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera, de 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 147 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque**, 50 de 58 píxeles fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor**  $50 / 55: 0,9090$  (91%). Error de Omisión  $1 - (50 / 55) = 0,09 = 9\%$ . **Exactitud del usuario**  $50 / 58: 0,86$  (86%). Error omisión  $1 - (50 / 58) = 14\%$ . Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles que siendo bosque se clasificaron erróneamente (8). Interpretando la primera columna, Bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (5). En relación a los errores de omisión y comisión, la clase Bosque obtuvo el mayor error (13,79) de comisión (usuario), así como el mayor error (9,1) de omisión (productor) también fue para la clase Bosque.

### Índice Kappa

$$K = \frac{((N * \sum X_{ii} - (\sum (X_i * X + i))))}{((N * N) - (\sum (X_i * (X + i))))} \quad (2)$$

Donde  $N = 160$  (total de píxeles seleccionados para el chequeo);  $N * N = 25.600$

$\sum X_{ii} = 1$  (píxeles correctamente clasificados)

$\sum (X_i * (X + i)) = (55*58) + (105*102) = 3190 + 10710 = \mathbf{13.900}$

$N * \sum X_{ii} = (160*147) = \mathbf{23.520}$

**Índice K** =  $(23.520 - 13.900)/(25.600 - 13.900) = 9.620/11.700 = \mathbf{0,8222 = 0,82}$

La **precisión global del mapa** del año 1990 fue de 91,9%, valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 95%) por los expertos para diferenciar las clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOF-C-GOLD, 2013]. **El resultado del índice kappa** fue de **0,82**, resultado con un grado de acuerdo **casi perfecto**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango de 0,80 – 1,00 [Landis y Koch, 1977].

### Análisis de la Matriz de Errores o Confusión año 2000

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de

Observaciones) \* 100. Porcentaje correcto:  $(151 / 160) * 100 = 94.4\%$ . Exactitud de la clasificación: **94,4 %**.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera. De 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 151 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque**, 52 de 58 píxeles fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor**  $52 / 55: 0,95$  (95 %). Error de Omisión  $1 - (52 / 55) = 0,05 = 5\%$ . **Exactitud del usuario**  $52 / 58: 0,90$  (90 %). Error comisión  $1 - (52 / 58) = 0,10$  10 %. Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles que siendo bosque se clasificaron erróneamente (6). Interpretando la primera columna, bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (3).

### Índice Kappa

**Índice K** =  $(24.160 - 13.900)/(25.600 - 13.900) = 10.260/11.700 = 0,8769 = 0,88$

La precisión global del mapa del año 2000, fue de **94,40 %** valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 95 %) por los expertos para diferenciar las clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOF-C-GOLD, 2013]. Mientras que **el resultado del índice kappa** fue de **0,88**, resultado con un grado de acuerdo **casi perfecto**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango de 0,80 – 1,00 [Landis y Koch, 1977].

### Análisis de la Matriz de Errores o Confusión año 2011

Porcentaje correctamente clasificado: (Suma Valores en Diagonal / Total de Observaciones) \* 100.

Porcentaje correcto:  $(143 / 160) * 100 = 89.3\%$ . Exactitud de la clasificación: 89,3%.

Los valores del cuadro se interpretan de la siguiente manera. De 160 píxeles seleccionados en el muestreo, 143 fueron correctamente clasificados. **Con respecto al bosque**, 50 de 57 píxeles fueron correctamente clasificados; **Exactitud del Productor**  $50 / 54: 0,9259$  (93 %). **Error de Omisión**  $1 - (50 / 54) = 0,0741 = 7\%$ . **Exactitud del usuario**  $50 / 57: 0,8771$  (88 %). **Error comisión**  $1 - (50 / 57) = 12\%$ . Analizando la primera fila se pueden observar los píxeles que siendo bosque se clasificaron erróneamente (7), Interpretando la primera columna, bosque, se pueden observar los píxeles que siendo de otras categorías se asignaron al bosque (4).

### Índice Kappa

$$\text{Índice K} = (22.880 - 13.900)/(25600 - 13.900) = 8.980/11.700 = 0,7675 = 0,77$$

La **precisión global del mapa** del año 2011, fue de **89,3 %** valor este ubicado dentro del rango establecido (80 a 100 %) por los científicos para diferenciar estas clases, y posteriormente evaluar sus cambios [GOF-C-GOLD, 2013]. Mientras que el **resultado del índice kappa** fue de 0,77, resultado con un grado de acuerdo **sustancial**, ya que sus valores se encuentran dentro del rango de **0,61 – 0,80** [Landis y Koch, 1977].

**Resumiendo** las estadísticas resultantes: para el año 1990 la precisión global fue de 91.9 %, para el año 2000 de 94,4 % y para el año 2011 de 89,3 %. Los Índices Kappa de cada año fueron 0,82, 0,88, 0,77 respectivamente.

Los resultados del análisis de detección de cambios de la cobertura forestal mostraron las siguientes estadísticas (Tabla 4, Columna 1). En cuanto a la detección de cambios en la superficie forestal, se puede observar que para el año 1990 la superficie boscosa era de 2.819,36 has, representando un 36,76 % (PLAND) de la superficie del municipio Gondomar (7.670,40 has totales), para el año 2000 esa superficie disminuyó a 2.461,02 has, representando el 32,08 % de la superficie del municipio, y para el año 2011 pasa a 2.390 has, representando el 31,16 %. Se observa que la tasa de pérdida de cobertura boscosa es más acelerada entre el 1990 y el 2000 (disminuyó en 358,34has), que entre el año 2000 y el 2011, periodo durante el cual disminuyó en 71has.

Tabla 4: Estadísticas de cambio de la cobertura forestal y del Análisis de fragmentación

Año	Superficie (has)	PLAND (%)	NP	PD (%)	LPI (%)	Area MN (has)
1990	2.819,36	36,76	453	6,07	23,65	6,22
2000	2.461,02	32,08	451	6,04	14,12	5,46
2011	2.390,02	31,16	455	6,09	12,51	5,25

A continuación se discuten algunos trabajos relacionados a la detección de cambios en la cobertura forestal. Gutiérrez (1999) evaluó la dinámica de la cobertura vegetal y uso de la tierra, en la Cuenca del Río Mucujún, Mérida, Venezuela, para el periodo 1988-1996, utilizando imágenes Landsat TM, encontrando un aumento de la cobertura forestal, la cual pasó de 5447,52 ha a 6324,66 ha, resultado coincidente con Gutiérrez et al. (2013) y Pacheco et al. (2015), aunque llama la atención que estos resultados son diferentes a las tendencias predominantes de pérdida de cobertura forestal para ese país, como lo documentan Chuvieco et al (2002), Hernández y Pozzobón (2002) y Pacheco et al (2011). Guild et al. (2004), compararon diferentes técnicas de detección de cambios para identificar deforestación y formaciones de pastura de ganado durante el periodo

de colonización y expansión agrícola en Jamari, Rondonia, Brasil, utilizando imágenes Landsat TM entre los años 1984 y 1992, y generar un mapa de cambio de cobertura de la tierra. Mediante clasificaciones de **máxima probabilidad** generaron los mapas de cobertura para ambos años, resultando que para 1984 solamente el 5 % del área de estudio había sido deforestada, y para el 1992 ya había pasado a ser el 11 %, primariamente para pasturas, y el resto inundado por una represa. Estudio que coincide con esta investigación en las causas de la pérdida de cobertura forestal, siendo las actividades agrícolas en conjunto con las intervenciones antrópicas [OSE, 2007], la principal causa.

Torahi y Rai (2011) desarrollaron una metodología para mapear y monitorear los cambios de cobertura de la tierra en las montañas Zagros, Irán, para los años 1990, 1998 y 2006, utilizando imágenes Landsat TM (1990, 1998) e imágenes ASTER (2006), aplicando la técnica basada en el clasificador de **Máxima probabilidad**, para la cobertura forestal determinaron que entre 1990 y 2006 disminuyó de 67 % a 38,5 % del total del área de estudio, equivalentes a 10170.3, 2963, 351.7, y 3039.2 ha de bosque pasaron a ser pasturas, agrícola, cuerpos de agua y asentamientos. Vila-García et al. (2015) desarrollaron un análisis multitemporal de detección de cambios en uso y cobertura de la tierra en la Provincia de Lugo, Galicia, en el marco del Proyecto Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España (SIOSE), utilizando imágenes SPOT 5 de los años 2009 y 2011, en cuanto a la cobertura forestal (Fronosas caducifolias, coníferas), detectaron cambios a cultivos herbáceos (53 %) y a prado seco, también se encuentran cambios como el paso de coberturas naturales a artificiales (10 %) y de matorral a prado de seco (5 %). Al igual que los resultados de este estudio, se evidencia la presión de la ampliación de la frontera agrícola, así como la artificialización de las zonas naturales [OSE, 2007].

En relación al proceso de fragmentación de los bosques se calcularon, para cada año, varios índices (Tabla 4, resto de las columnas), utilizando el programa FRAGSTATS [McGarigal y Marks, 2015]. Entre los cuales están: Porcentaje de la cobertura forestal en relación a la superficie del Municipio Gondomar (PLAND, ya expuesto), Número de Parches (NP), Densidad de Parches (PD), Índice del Parche Mayor (LPI) y Área Media de Parches (Área MN). A continuación se describe cada uno (Tabla 4). Para el año 1990 había 453 parches de bosque, disminuyendo para el año 2000 con 451 parches, y aumentando hasta 455 para el año 2011, la métrica de NP advierte que un área con mayor número de parches se considera más fragmentada [McGarigal y Marks, 2015, Coronado, 2014]. La Densidad de Parches (PD) era de 6,07 para el año 1990, disminuyendo a 6,04 para el año 2000, y aumentando a 6,09 en el año 2011, la densidad de parches es otro indicador de altos niveles de fragmentación [McGarigal y Marks, 2015], se puede notar que inicialmente disminuyó pero posteriormente aumentó, con respecto al año de inicio.

El Índice de Parche Mayor (LPI), el cual indica el porcentaje que cubre el parche más grande en relación a toda el área de estudio (Landscape), para el año 1990 representaba el 23,65 %, para el año 2000 paso a representar el 14,12 %, y finalmente para el año 2011 representaba el 12,51 %, se hace evidente que la superficie del parche mayor de bosque va disminuyendo desde 1990 al 2011. El Área Media de Parches, el cual indica el tamaño medio del parche en has, para el año 1990 era de 6,22 has, disminuyendo a 5,46 has para el 2000, y a 5,25 has para el año 2011, igualmente, de este índice se deduce que las superficies promedio de los parches se ha reducido paulatinamente desde el 1990 al 2011, se interpreta que a menor área es mayor efecto de los factores externos [McGarigal y Marks, 2015], igualmente, según Viña y Estévez (2013) un paisaje con una área media de parches más pequeña que otro puede ser considerado más fragmentado. Como se puede observar, la cobertura forestal no solamente disminuyó netamente del año 1990 al 2011, además sufrió un proceso de mayor fragmentación, lo que implica que los beneficios del ecosistema bosque se ven mermados, así como los efectos negativos de su fragmentación se ven potenciados, ambos aspectos expuestos anteriormente.

De los autores revisados, Batistella et al (2000), Viña y Estévez (2013) y Coronado (2014) utilizaron el programa FRAGSTATS. Es oportuno aclarar que cuando se hace análisis de la fragmentación utilizando este programa, el mismo ofrece una gran cantidad de índices que permiten evaluar esta característica, queda a discreción de los investigadores escoger los indicadores que se adapten a sus objetivos, de allí que de los documentos revisados se escogen los índices que permiten algún tipo de comparación con nuestro trabajo. Batistella et al (2000) analizaron la influencia de diferentes arquitecturas de colonización sobre la fragmentación del paisaje, utilizando imágenes satelitales Landsat de Julio 1998, en dos asentamientos de Rondonia, Brazil, “Vale do Anari” (de colonización espontánea) donde la red ortogonal de carreteras es denominada usualmente como de “Espina de pescado”, y “Machandino d’Oeste” (organizado por el estado brasileño), los resultados demostraron distintivos patrones de fragmentación en ambos asentamientos. De acuerdo a los autores el área total y el porcentaje de bosques para ambos asentamientos es similar, sin embargo el número de parches (Vale do Anari: 1165, Machandino: 870), y el Tamaño Medio del Parche (76,94 y 106,59 has respectivamente) son significativamente diferentes. El Índice del Parche Mayor no muestra esas diferencias (69,55 % y 72,56 % respectivamente). Como se puede observar, la metodología del análisis de fragmentación permite resaltar diferencias en asentamientos de la amazonia brasileña que han experimentado procesos de deforestación y fragmentación, los autores demostraron la hipótesis de que la fragmentación del bosque está afectada por el diseño del asentamiento. En esta investigación, estudio multitemporal, Municipio Gondomar, la misma metodología, mediante el mismo programa FRAGSTATS, permitió extraer las estadísticas del proceso de deforestación y de fragmentación del bosque durante el

periodo en estudio.

Martin et al (2008) presentaron resultados sobre los efectos del Plan Español de Infraestructuras en la fragmentación de los Habitats de la Red Natura 2000, calcularon 3 indicadores que describen algunos de los efectos fundamentales del proceso de fragmentación de hábitats por infraestructuras de transporte: pérdida de conectividad aumento en la complejidad de la forma de teselas, y la disminución de su área. Al igual que este estudio, se evidenció la fragmentación que crean las infraestructuras viales, como lo evidenció la construcción de la autovia AG-57 (Figura 4). Viña y Estévez (2013) desarrollaron un estudio comparativo en el cual se evaluó, utilizando imágenes satelitales Landsat TM, el grado de la fragmentación del bosque a través de 23 años (1973-1985-1996) en dos áreas ubicadas en la misma región ecológica, pero en diferentes países (Colombia y Ecuador), las cuales presentan diferentes patrones de colonización. Similar a este estudio, para el análisis de fragmentación de la cobertura boscosa, generaron una cobertura de 2 clases, a saber “Vegetación forestal” (incluyendo bosques primarios y secundarios maduros), y “Otros” (que incluía cultivos, pasturas, urbano, aguas abiertas y nubes). Calcularon las siguientes métricas: Numero de Parches (NP), Índice del Parche Mayor (LPI) y Área Media de Parches (Area MN). Semejante a este trabajo, el Número de Parches fue en aumento a medida que pasaban los años, para la totalidad del área. Los anteriores índices les permitieron concluir para el área de estudio, entre otras cosas, que los bosques en Colombia estaban más fragmentados que los bosques en Ecuador durante 1973, pero la fragmentación de ambos lados de la frontera se igualo durante 1996, después de la deforestación del periodo en ambos países.

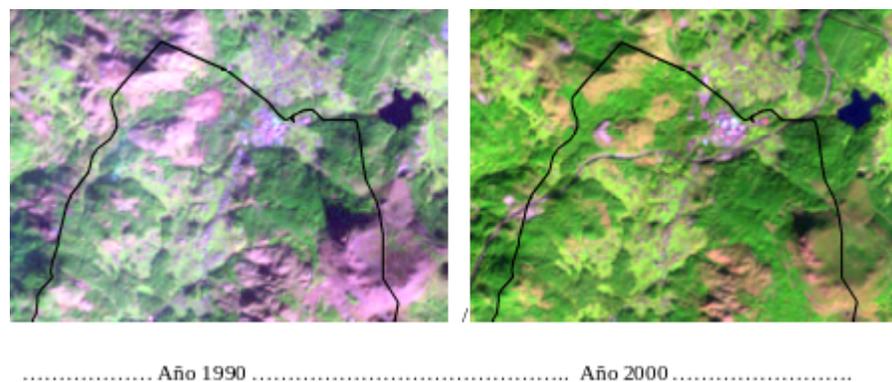


Figura 4: Ejemplo de fragmentación del Bosque por construcción de vía AG-57, años 1990 y 2000

Coronado (2014) elaboró la cartografía de uso y cobertura de la tierra, mediante análisis digital de imágenes satelitales, con el fin de aplicar indicadores de fragmentación

del paisaje en el Parque Nacional Cerro Azul Meámbar (con 31.339,25 has), en Honduras. A pesar de que el estudio lo realizó solamente para una fecha determinada (año 2012), permite hacer algunas comparaciones con este estudio. Calculó para la cobertura forestal (Bosque Latifoliado + Bosque de Pino), el Porcentaje de Paisaje (PLAND: 56,44%), Numero de Parches (12.311), e Índice de Parche Mayor, para el Bosque latifoliado es el 26% (en nuestro caso resultó que para el año 1990 representaba el 23,65%, para el año 2000 pasó a representar el 14,12%, y finalmente para el año 2011 representaba el 12,51%). Galván et al (2015), no utilizaron el Programa FRAGSTATS, pero caracterizaron mediante el uso de imágenes satelitales y SIG, la fragmentación del Bosque seco de galería del arroyo Pechelin, Montes de María, Colombia, totalizando unas 1.656,19 has. Calcularon el grado de fragmentación, la continuidad espacial y el Índice de diversidad de forma de Patton. Se hace entonces aquí referencia al índice del área media de parches, este fue de 16,08 has (en esta investigación los resultados fueron: para el año 1990 de 6,22 has, disminuyendo a 5,46 has para el 2000, y quedando en 5,25 has para el año 2011).

Los siguientes autores evaluaron tanto detección de cambios de la cobertura forestal como la degradación del bosque mediante análisis de fragmentación. Chuvieco et al. (2002) ensayaron una metodología sencilla de análisis multitemporal para el seguimiento del proceso de deforestación en la Reserva Forestal de Ticoporo, Venezuela, utilizando fotos aéreas (1962) e imágenes Landsat MSS, TM, y Spot-HRV, de los años 1972, 1989, 1993 y 1997, encontrando que durante el periodo se experimentó una deforestación de 80.000ha, abarcando el 60% del área de estudio, igualmente analizaron un análisis sencillo del patrón espacial en ese periodo, evaluando las manchas (patches), numero de polígonos, tamaño promedio y diversidad, encontrando una tendencia al aumento de la diversidad espacial o mayor fragmentación (el espacio original se parcela). Las causas de tal proceso fueron debido a la presión de actividades agrícolas y ganaderas. Vázquez-Quintero et al. (2013), evaluaron la deforestación y el grado de fragmentación de una porción de bosques templados ubicados en una microcuenca en Pueblo Nuevo, Durango, México, utilizando imágenes Landsat MSS y TM, para el periodo que abarco los años 1974-1990-2000-2011, resultando deforestación de 8,216 ha en las áreas de Pino, coincidiendo con este trabajo de aumento de la deforestación de las masas forestales; y calculando a la vez los índices de diversidad de Simpson (paso de 0,56 en 1974 a 0,89 en 2011) y Shanon (de 0,63 en 1974 a 0,92 en 2011), que a pesar de usar otra metodología e índices, reflejan un proceso ascendente de la fragmentación, y coincidiendo también con el aumento del número de parches (de 248,00 en 1974 paso a 1164,00 en 2011), y en la disminución del tamaño medio de los parches (en 1974 eran de 114,29 ha, pasando a 24,29 ha en 2011), similar a los resultados de esta investigación.

Kayiranga et al. (2016) evaluaron el cambio de la cobertura forestal y la degradación del bosque en la reserva natural Parque Nyungwe-Kibira, así como en un área de influencia alrededor del parque de 5 km, entre Rwanda y Burundi, entre 1986 y 2015, utilizando imágenes Landsat TM+ y L8 Oli, para el análisis de fragmentación usaron el programa FRAGSTATS, coincidiendo con este estudio en el uso de los índices Numero Parches, Densidad de Parches, y Área Media de Parches. Los resultados indicaron que dentro del parque el bosque fue deforestado  $144,42 \text{ Km}^2$  (8%), aunque detectaron regeneración anual de  $1,22 \text{ km}^2$  (0,07%). En el corredor externo el aclareo de la cobertura forestal fue de  $377,60 \text{ Km}^2$ . Los índices de paisaje indicaron una fragmentación considerable del bosque dentro del parque, pero fue mayor en el corredor externo. Muñoz et al (2016) determinaron el cambio multitemporal de la cobertura vegetal (Bosque natural, pasto cultivado, y vegetación arbórea), así como la fragmentación del área boscosa, para la Reserva Ecológica Mache-Chindul, del Sistema de Áreas Protegidas del Ecuador, entre los años 2002-2012, utilizando imágenes Landsat ETM, usando el falso color RGB-431, y el algoritmo clasificador de Mínima Distancia. Los resultados indicaron que la cobertura boscosa paso de 48.046 ha en el año 2002 a 38.342 ha en el año 2012.

### Conclusiones

Según los resultados obtenidos, el municipio Gondomar está sufriendo procesos de cambio del uso y cobertura de la Tierra que abarcan la remoción de cobertura forestal pasando a urbanización, actividades agrícolas y proyectos de infraestructura como vialidad, que se manifiestan en un menor nivel de sostenibilidad, reflejados en procesos de deforestación y aumento en la fragmentación del bosque.

Esta investigación no abarco analizar las causas del proceso de deforestación y fragmentación de la cubierta forestal del municipio Gondomar, pero según la literatura revisada [OSE, 2007], está claro que el proceso de sustitución de áreas forestales por urbanismos, explotaciones agrícolas y proyectos viales, son las aparentes causas. Se pueda afirmar que la búsqueda de bienes, servicios y comodidades, generan la implementación de un desarrollo cada vez menos sostenible, ya que implican la consecuencia de limitar los beneficios, tangibles e intangibles, de una cobertura forestal extensa, continua y sana, que a largo plazo garantizaran calidad de vida.

Se puede constatar entonces que las técnicas de teledetección y el procesamiento digital de imágenes de percepción remota, entre ellas las clasificaciones (supervisadas o no), duras o suaves, y métodos apoyados en los SIG, así como la Evaluación de la Fragmentación, demuestran ser herramientas ideales para apoyar y complementar los métodos de evaluación de la sostenibilidad.

Se recomienda entonces diseñar y aplicar efectivamente políticas que reviertan tales tendencias, ya que si no se aplican limitantes, el aumento poblacional irremediablemente ocasionara que la cubierta forestal tienda a degradarse y desaparecer en el transcurso de algunos años, lo que según los principios del desarrollo sostenible es contrario a la preservación de nuestro ambiente y los beneficios que surte para las generaciones presentes y futuras.

## Bibliografía

- [Acosta, 2001] Acosta, G. 2001. *Efecto de la fragmentación del Bosque nativo en la conservación de *Oncifelis* y *Pseudalopex Culpaeus* en Chile Central*. Tesis para optar al Magister en Ciencias Biológicas mención Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. 73 p.
- [Alig et al., 2005] Alig, R., Lewis, D.; Swenson, J. 2005. Is forest fragmentation driven by the spatial configuration of land quality?, The case of western Oregon. *Forest Ecology and Management* 217 (2005) 266–274.
- [Ayuntamiento Municipio Gondomar, 2006] Ayuntamiento Municipio Gondomar. 2006. Plan Xeral de Ordenación Municipal de Gondomar (Pontevedra), Documento II: Estudio do Medio rural, 2006. 80 p.
- [Badii, 2008] Badii, M.H. 2008. La Huella Ecológica y la sustentabilidad. *International Journal of Good Conscience*. 3 (1). 672-678. Marzo 2008. ISSN 1870-557X. Disponible en [www.daenajournal.org](http://www.daenajournal.org) (Consultado 15/12/17).
- [Batistella et al., 2000] Batistella, M., Brondizio, E. y Morán, E. 2000. **Comparative analysis of landscape fragmentation in Rondonia, Brazilian Amazon**. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. XXXIII, Part B7. Amsterdam 2000.
- [Bouroncle, 2008] Bouroncle, C. 2008. *Efectos de la fragmentación en la ecología reproductiva de especies y grupos funcionales del bosque húmedo tropical de la zona atlántica de Costa Rica*. Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE) como requisito para optar por el grado de Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad. 99 p.

- [Butler et al., 2004] Butler, B., Swenson, J., Alig, R. 2004. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest Ecology and Management* 189 (2004) 363–373.
- [Carballo y García-Negro, 2008] Carballo, A. y García-Negro, M. 2008. La Huella ecológica y su aplicación a organizaciones: el caso de una empresa conservera en Galicia, España. *DELOS: Revista Desarrollo Local Sostenible*. Vol 1, No. 3 (Septiembre 2008). Grupo Eumed.net y Red Académica Iberoamericana Local Global.
- [Chuvieco et al., 2002] Chuvieco, E., Salas, J., Meza, E., Vargas, F. 2002. *Empleo de la teledetección en el análisis de la deforestación tropical: el caso de la Reserva Forestal de Ticoporo (Venezuela)*. Serie Geográfica. Nro. 10 - 2002: 55 – 76.
- [Chuvieco, 2008] Chuvieco, E. 2008. *Teledetección Ambiental, la observación e la Tierra desde el Espacio*. 3era Edición actualizada. Ariel Ciencia. 594 p.
- [Coronado, 2014] Coronado, M. 2014. Análisis de fragmentación en el Parque nacional Cerro Azul Meambar (PANACAM). Proyecto especial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. 29 p.
- [Domenech, 2007] Domenech, J.L. 2007. *Huella ecológica y desarrollo sostenible*. AENOR Ediciones. Asociación Española de Normalización y Certificación. 30 p.
- [Ellison et al., 2017] Ellison, D., Morris, C., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., Van Noordwijk, M., Creed, I., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D., Bargues, A., Ilstedt, U. Teuling, A., Gebreyohannis, S.; Sands, D., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., Sullivan, C. 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environment Change*. 43. (2017). 51-61.
- [Fahrig, 2003] Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2003. 34:487–515.
- [FAO, 2007] FAO. 2007. *Manual on Deforestation, Degradation, and Fragmentation using Remote Sensing and GIS*. Forestry Department. Food and Agriculture Organization of the United Nations. MAR-SFM Working paper 5/2007. 49 p.
- [FAO, 2016] FAO. 2016. El Estado de los bosques del mundo 2016. Los bosques y la agricultura: desafíos y oportunidades en relación con el uso de la tierra. Roma.

- [Fundación Alternativas y ECOEMBRES, 2016] Fundación Alternativas y ECOEMBRES. 2016. *Informe sobre Sostenibilidad en España 2016. Hoja de ruta hacia un modelo sostenible*. Madrid. 162 p.
- [Galvan et al., 2015] Galvan, S., Ballut, G., De la Ossa, J. 2015. Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia. *Biota Colombiana*, vol. 16, núm. 2, julio-diciembre, 2015, pp. 149-157.
- [GOF-C-GOLD, 2013] GOF-C-GOLD, 2013. *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation. GOF-C-GOLD Report version COP19-1*. (GOF-C-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands). 2013. p.
- [Goparaju et al., 2005] Goparaju, L., Tripathi, A., Jha, C.S. 2005. Forest fragmentation impacts on phytodiversity. An analysis using remote sensing and GIS. *CURRENT SCIENCE*, Vol. 88, Nro. 8, 25 April 2005.
- [Guild et al., 2004] Guild, L.S., Cohen, W.B., Kauffman, J.B. 2004. *Detection of deforestation and land conversion in Rondonia, Brazil, using change detection techniques*. Int. J. Remote Sensing, 20 February, 2004.
- [Gutiérrez, 1999] Gutiérrez, J. 1999. *Evaluación de la dinámica de la cobertura forestal y uso de la tierra utilizando imágenes de satélite y SIG, Cuenca del Río Mucujún, Estado Mérida*. Trabajo Final de Grado como requisito parcial para obtener el grado MSc. en Manejo de Cuencas. Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela. 91 p.
- [Gutiérrez et al., 2013] Gutiérrez, N., Gartner, S., López, J., Pacheco, C. y Reif, A. 2013. The recovery of the lower montane cloud forest in the Mucujun. *Reg Environ Change*. DOI10.1007/s10113-013-0413-y.
- [Helmer et al., 2008] Helmer, E., Kennaway, T., Pedreros, D., Clark, M., Marcano, H., Tieszen, L., Ruzzycki, T., Schill, S., And Carrington, C. 2008. Land Cover and Forest Formation Distributions for St. Kitts, Nevis, St. Eustatius, Grenada and Barbados from Decision Tree Classification of Cloud-Cleared Satellite Imagery. *Caribbean Journal of Science*, Vol. 44, No. 2, 175-198, 2008.
- [Hernández y Pozzobon, 2002] Hernández, E. y Pozzobon, E. 2002. Tasas de deforestación en cuatro cuencas montañosas del occidente de Venezuela. *Rev. For. Venez.* 46(1) 2002. 35-42.

- [Holdridge, 2000] Holdridge, L. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 5ta reimpresión. 216 p.
- [Hurd et. al, 2002] Hurd, J., Hoffhine, E. y Civco, D. 2002. Development of a forest fragmentation index to quantify the rate of forest change. 2002 *ASPRS-ACSM Annual Conference and FIG XXII Congress* April 22-26, 2002.
- [Kayiranga et al., 2016] Kayiranga, A., Kurban, A., Ndayisaba, F., Nahayo, L., Karamage, F., Ablekemi, A., Li, H., Ilniyaz, O. 2016. Monitoring Forest Cover Change and Fragmentation Using Remote Sensing and Landscape Metrics in Nyungwe-Kibira Park. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 2016, 4, 13-33.
- [Landis y Koch, 1977] Landis, J.R. Koch, G.G. 1977. *The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data*. *Biometrics*, v.33, n. 1, p. 159-174, 1977.
- [Lanly, 1995] Lanly, J.P. 1995. Sustainable forest management: lessons of history and recent developments. *Unasylva* 46(182) p. 38-45.
- [Laurance y Bierregaard, 1997] Laurance, W. F. y Bierregaard JR., R. O. (EDS.), 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago, 1st edition. 525 p.
- [Lillesand et. al, 2004] Lillesand, T., Kiefer, R. y Chipman, J. 2004. *Remote Sensing and image interpretation*. 5th edition. Wiley. 763 p.
- [Martín et al., 2008] Martín, B., Ortega, E., Mancebo, S. y OTERO, I. 2008. Fragmentación de los hábitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan estratégico de infraestructuras y transporte). *GeoFocus* (Artículos), Nro. 8, p. 44-60. ISSN: 1578-5157.
- [McGarigal y Marks, 2015] McGarigal, K. y Marks, B.J. 2015. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest. Research Station. 182 p.
- [Michalak, 1993] Michalak, W. 1993. GIS in land use change analysis: integration of remotely sensed data into GIS. *Applied Geography* (1993), 13,28-44.
- [Moreno et al., 2005] Moreno, R., García, L. Ozaeta, A. Ruíz, A. Sacristán, D. Sánchez, C. Sanz, A. 2005. La Huella Ecológica. Disponible en: <http://habitat.aq.upm.es/boletin/n32/armor.html> (Consultado 15/12/17).

- [Muñoz et al., 2016] Muñoz, J., Andrades, M. y González, B. 2016. *Cambio Multitemporal De La Cobertura Vegetal y Fragmentación En La Reserva Ecológica Mache-Chindul Ecuador*. European Scientific Journal October 2016 edition vol.12, Nro.30.
- [OSE, 2007] OSE. 2007. *Informe de Sostenibilidad en España 2007. Observatorio de Sostenibilidad en España (OSE)*. Ministerio de Medio Ambiente, Fundación General de la Universidad de Alcalá y la Fundación Biodiversidad. Disponible en: <http://www.sostenibilidad-es.org/> , (Consultado 15/12/16).
- [Pacheco et al., 2015] Pacheco, C., Camargo, C., Arias, F. Gutiérrez, N., Gamez, L. y Vilanova, E. 2015. *Utilización del Sistema TerraAmazon para la evaluación de cambios en la cobertura forestal en una cuenca de los Andes venezolanos (1988-2014)*. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.
- [Pacheco et al., 2011] Pacheco, C., Aguado, I. y Mollicone, D. 2011. *Dinámica de la deforestación en Venezuela: análisis de los cambios a partir de mapas históricos*. INTERCIENCIA, Aug 2011, Vol 36, No. 8
- [Pfister, 2004] Pfister, J. 2004. Using landscape metrics to create an Index of forest fragmentation for the state of Maryland. Thesis presented to the Faculty of Towson University in partial fulfillment of the requirements for the degree Master of arts in geography and environmental planning. 37 p.
- [Phillips y Navarrete, 2009] Phillips, J. y Navarrete, D. 2009. *Análisis de fragmentación y conectividad. Plan de Manejo Ambiental*. Alcaldía Mayor de Bogotá, Secretaria de Ambiente. 130 p.
- [Riitters et al., 2002] Riitters, K., Wickham, J., O'Neill, R., Jones, B., Smith, E., Coulston, J.; Wade, T. y Smith, J. 2002. Fragmentation of Continental United States Forests. *Ecosystems* (2002) 5: 815–822.
- [Rochon et al., 2003] chon, G., Johannsen, Ch., Landgrebe, D., Engel, B., Harbor, J., Majumder, S. Y Biehl, L. 2003. Remote sensing as a tool for achieving and monitoring progress toward sustainability. *Clean Techn Environ Policy* 5 (2003) p. 310-316.
- [Sosa, 2008] Sosa, R. 2008. *Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa*. Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área Ciencias Biológicas. 93 p.

- [Thompson et al., 2013] Thompson, I. D., Guariguata, M. R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V. y Sabogal, C. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20.
- [Torahi y Rai, 2011] Torahi, A. y Rai, S.C. 2011. Land Cover Classification and Forest Change Analysis, Using Satellite Imagery - A Case Study in Dehdez Area of Zagros Mountain in Iran. *Journal of Geographic Information System*, 2011, 3, 1-11.
- [Triviño et al., 2007] Triviño, A., Vicedo, M. y Soler, G. 2007. Análisis de sensibilidad a factores de escala y propuesta de normalización del índice de fragmentación de hábitats empleado por la agencia europea de medio ambiente. *GeoFocus* (Artículos), nro. 7, p 148-170, ISSN: 1578-5157.
- [UNFCCC, 2001] UNFCCC. 2001. *Convención Marco sobre cambio climático. Conferencia de las Partes. Naciones Unidas. Anexo*. Definiciones, modalidades, normas y directrices relativas a las actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura previstas en el Protocolo de Kyoto.
- [Varma et al., 2000] Varma, V.K., Ferguson, I. y Wild, I. 2000. Decision support system for the sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 128 (2000) 49-55.
- [Vazquez-Quintero et al., 2013] Vazquez-Quintero, G., Pinedo-Alvarez, A., Manjarrez-Dominguez, C., De León-Mata, G. y Hernández-Rodríguez, O. 2013. *Análisis de la fragmentación de los bosques templados usando sensores remotos de media resolución especial en Pueblo Nuevo, Durango*. TECNOCIENCIA Chihuahua. Vol, VII, Nro 2, Mayo- Agosto 2013.
- [Vila-Garcia et al., 2015] Vila-Garcia, D., Gil-Docampo, M.L. Y Iniesto-Alba, M.J. 2015. Detección de cambios en los usos de suelo a partir de clasificaciones no supervisadas para la actualización del SIOSE. Implementación en el territorio Gallego. *Revista de Teledetección. Asociación Española de Teledetección*.
- [Villavicencio et al., 2012] Villavicencio, R., Santiago, A., Godínez, J., Chávez, J. y Toledo, S. 2012. *Efecto de la fragmentación sobre la regeneración natural en la Sierra de Quila, Jalisco*. *Rev. Mex. Cien. For.* Vol. 3 núm. 11.
- [Viña y Estevez, 2013] Viña, A. y Estevez, J. 2013. *Fragmentation of a tropical lowland forest in a trans-boundary region: Colombia and Ecuador*. ISSN 0123 - 3068 *bol.cient.mus.hist.nat.* 17 (1), enero - junio, 2013. 53 – 63. Boletín Científico Centro de Museos. Museo de Historia Natural.